动 物 学 研 究 2013，Aug. 34(4): 417−428 CN 53-1040/Q ISSN 0254-5853
Zoological Research DOI:10.11813/j.issn.0254-5853.2013.4.0417

秋浦河源国家湿地公园溪流鱼类群落的时空格局

王文剑[1]，储 玲[1]，司 春[1]，朱 仁[1]，陈文豪[2]，陈方明[2]，严云志[1,*]

1. 安徽师范大学 生命科学学院，安徽省生物环境与生态安全重点实验室，安徽 芜湖 241000
2. 牯牛降国家级自然保护区 石台管理站，安徽 石台 245100

摘要：确定溪流鱼类群落的时空格局及其形成机制是开展鱼类物种多样性保护和管理的科学基础。该文于 2012 年 5 月和 10 月两次对秋浦河源国家湿地公园境内的 24 个可涉水河段取样，共采集鱼类 29 种，隶属 10 科 4 目。研究了溪流鱼类群落结构及其多样性的时空格局，并解析了局域栖息地条件与支流空间位置变量对鱼类群落的影响。鱼类多样性的时空变化显著，鱼类多样性总体上为二级溪流高于一级溪流，10 月份高于 5 月份。流量量级、底质粗糙度及异质性、水温和水深等对鱼类多样性及群落结构的空间变化影响显著。鱼类群落结构符合嵌套格局，季节动态不显著，上游鱼类群落呈现为下游群落的嵌套子集。一、二级溪流间的群落结构尽管存在部分重叠但差异显著，且这种差异主要源于稀有花鳅（*Cobitis rarus*）、吻虾虎鱼（*Ctenogobius* spp.）、宽鳍鱲（*Zacco platypus*）、尖头鱥（*Phoxinus oxycephalus*）、高体鳑鲏（*Rhodeus ocellatus*）和原缨口鳅（*Vanmanenia stenosoma*）等鱼类相对多度的空间变化，其中，除尖头鱥的多度在一级溪流中更高外，其他 5 种鱼类均在在二级溪流更高。

关键词：溪流鱼类；群落结构；物种多样性；时空格局；秋浦河源
中图分类号：Q958 **文献标志码**：A **文章编号**：0254-5853-(2013)04-0417-12

Spatial and temporal patterns of stream fish assemblages in the Qiupu Headwaters National Wetland Park

Wen-Jian WANG [1], Ling CHU [1], Chun SI [1], Ren ZHU [1], Wen-Hao CHEN [2], Fang-Ming CHEN [2], Yun-Zhi YAN [1,*]

1. *College of Life Sciences, Anhui Normal University; Provincial Key Laboratory of Biotic Environment and Ecological Safety in Anhui Province, Wuhu* 241000, *China*
2. *Shitai Management Station of Guniujiang National Nature Reserve, Shitai* 245100, *China*

Abstract: Identifying and clarifying how stream fish assemblage patterns vary spatially and temporally are basic measures for the conservation and management of fish species. Based on data collected from 24 wadeable reaches within the Qiupu Headwaters National Wetland Park between May and October 2012, we examined the spatial and temporal patterns of the assemblage structures and diversities, collecting a total of 29 fish species belonging to four orders and ten families. The results of our survey showed influences of local habitat and tributary spatial position variables on fish assemblages. Fish diversity showed significant variations across stream-orders and seasons, which were higher in the second-order streams than in first-order streams and higher in October than in May. Habitat factors such as substrate coarseness and heterogeneity, water temperature and water depth, as well as tributary position factor-link, showed significant effects on fish diversity. Fish assemblages fitted the nested pattern that upstream assemblages presented as a nested subset of downstream assemblages. Fish assemblage structures did not vary significantly across seasons but did across stream-orders; fish assemblages between first- and second-order streams showed significant differences despite some overlap. These spatial differences mainly resulted from spatial variations of the relative abundance of *Cobitis rarus*, *Ctenogobius* sp., *Zacco platypus*, *Phoxinus oxycephalus*, *Rhodeus ocellatus* and *Vanmanenia stenosoma*, among which *P. oxycephalus* had higher abundance in first-order than in second-order streams but the other five species were more abundant in second-order streams. Fish assemblage structures were significantly related to substrate heterogeneity, water depth, stream order, link and C-link.

Keywords: Stream fish; Assemblage structure; Species diversity; Spatio-temporal pattern; Qiupu headwaters

收稿日期：2013-01-28；接受日期：2013-04-15
基金项目：国家自然科学基金面上项目 (31172120)
*通信作者 (Corresponding author)，E-mail: yanyunzhi7677@126.com
第一作者简介：王文剑(1989—)，男，硕士研究生，研究方向：鱼类生态学

河源溪流位于大型河流及其支流的源头，多处于海拔较高的山地地带。同河流干流相比，河源溪流生态系统具有水文动态剧烈、物理栖息地单一、营养贫乏且为外源性（溪流初级生产力极低，营养来源主要为岸边植被的腐殖质及陆生昆虫的水生阶段幼虫）等特点，其水生生物（包括鱼类）区系结构简单但特有性高（Grossman et al，1990; Vannote et al，1980）。河源溪流鱼类在外部形态、生理习性和生活史特征等方面对该生态系统中的低温、急流、水文动荡与营养贫乏等自然环境适应良好，大多繁殖力低、生长缓慢（Schlosser，1990；Yan et al，2012b）。在面对环境变化时，河源溪流生态系统及鱼类群落或种群的抵抗力和恢复力都十分低下，因而对人类活动异常敏感和脆弱（Buisson & Grenouillet，2009）。

溪流鱼类群落是非生物因素（如气候、水文和理化因子）、生物因素（如竞争和捕食）与历史过程（如物种形成和绝灭）联合作用的产物（Gilliam et al，1993；Dauwalter et al，2008）。溪流生态系统具有连续性、等级性和异质性等自然属性。其中很多理化因子存在极高的空间变化和季节动态，因而造成了鱼类群落结构及其多样性的空间差异和季节变化（Meador & Matthews，1992）。已有大量研究表明，溪流大小（Matthews，1986）、栖息地多样性（Gorman & Karr，1978）、避难所有效性（Abes & Agostinho，2001）、鱼类迁入和绝灭速率（Power et al，1988）等对溪流鱼类群落结构及其多样性有着重要影响。总体来说，在流域尺度上，局域栖息地条件与支流空间位置是影响溪流鱼类群落的两类首要因素（Grenouillet et al，2004；Smith & Kraft，2005；Yan et al，2011）。“栖息地模板（habitat templet）”假说诠释了栖息地多样性、复杂性和稳定性对溪流鱼类群落的影响（Southwood，1977）。一般情况下，沿着上游至下游的纵向梯度，栖息地多样性和复杂性上升且环境条件趋于稳定，溪流鱼类多样性逐渐增加，其物种组成往往通过替代（replacement）和递增（addition）两种不同模式发生变化（Matthews，1998）。此外，溪流还可被视为一个由众多河段共同构成的树枝状网络结构，各河段间的空间连续性导致了不同河段间非生物和生物因子及其生态过程的空间自相关性（Fausch et al，2002；Grant et al，2007；Wiens，2002）。由于不同河段在河流网络体中所处的空间位置不同，其鱼类迁入和绝灭速率也可能不同，就栖息地条件相似但所处溪流网络空间位置不同的两条支流而言，其鱼类群落也往往不同（Gorman，1986；Osborne & Wiley，1992）。

秋浦河源国家湿地公园（E117°16′38″~117°35′30″；N30°02′05″~30°11′41″）位于安徽省石台县秋浦河上游，境内溪流发源于牯牛降（安徽省皖南山区三大高山之一，最高海拔 1727.6 m），流经秋浦河干流后汇入长江，属长江水系。该湿地公园属我国河流湿地中的永久性河流湿地，境内野生动、植物资源丰富，河流形态自然且湿地植被景观保存完好，是长江中、下游地区山区河流湿地的典型代表。湿地公园主河道全长 65.6 km，总面积 18.5 km^2。其中，湿地面积 11.0 km^2（占总面积的 59.5 %），林地面积 5.2 km^2（27.9 %），农业用地、道路面积 2.3 km^2（12.6 %）。湿地公园地处我国亚热带湿润季风气候区，四季分明，春温秋爽，夏热冬寒，年平均气温 16.0 ℃（–8.9~38.8 ℃），年降水量 1626.4 mm，主要集中在 4—9 月，占全年的~71.0%。安徽秋浦河源于 2011 年被正式确认为国家湿地公园，以保护湿地生态系统及其动、植物资源为主。

本研究于 2012 年 5 月（丰水期）和 10 月（枯水期）对秋浦河源国家湿地公园中 24 个可涉水河段（位于一级或二级溪流中）取样调查，旨在确定该地区溪流鱼类群落的空间分布与时间动态并解析局域栖息地条件与支流空间位置变量对鱼类群落的影响，为区域内溪流鱼类的保护和管理提供科学依据，也为我国溪流鱼类群落生态学研究积累资料。

1 材料与方法

1.1 样点设置与鱼类采集

根据 Strahler（1957）对溪流级别的划分标准，参考 1:300 000 比例的安徽省地图册，将秋浦河源国家湿地公园内的溪流划分为一级溪流一条（主河道）、二级溪流两条及三级溪流 19 条（图 1）。考虑到溪流大小对鱼类群落的潜在影响，理论上每个河段各设置一个调查样点。在野外采样过程中，基于每样点的可抵达性和可操作性，所设置的 24 个可涉水河段采样点均位于一级（15 个样点）和二级（9 个样点）浅水溪流中，三级溪流由于水较深（无法以背式电鱼器完成涉水取样）未设置样点（图 1）。每样点采用同一捕捞进行取样，采样河道长 50 m，采样时间 30 min。为避免小生境差异对鱼类群落的影响，每样点尽可能包括该河段的各类生境，尤其

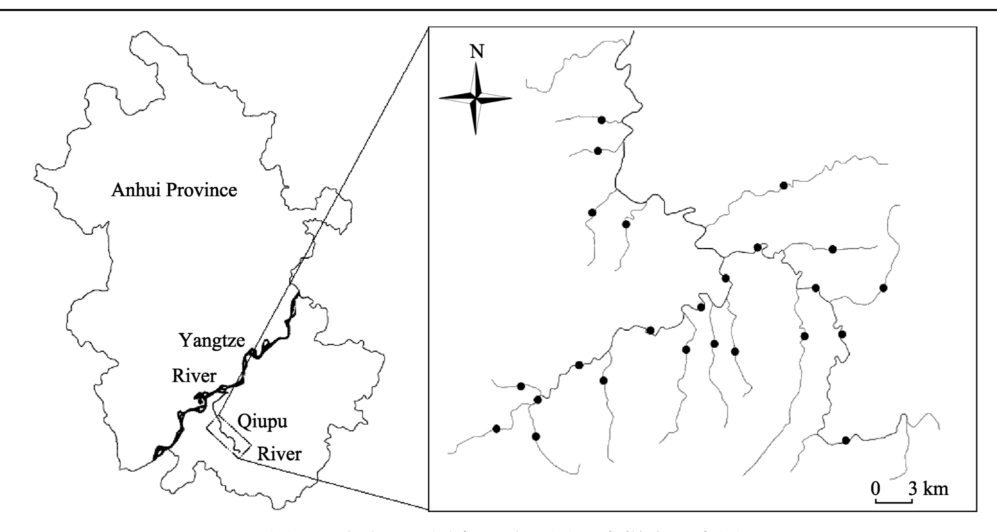


图 1 秋浦河源国家湿地公园调查样点示意图
Figure 1 Sampling sites within the Qiupu Headwaters National Wetland Park

是急滩（riffle）和深潭（pool）(这两种生境是可涉水溪流中最典型、最常见并彼此交替重复出现的类型)。

2012 年 5 月（丰水期，当地鱼类繁殖期）和 10 月（枯水期，当地鱼类越冬前期） 对上述 24 个调查样点进行鱼类标本采集。采集工具为背式电鱼器（CWB-2000 P，输入 12 V，输出 250 V），一人电鱼，两人以捞网捕捞。采集后的标本在新鲜状态下进行鉴定，统计物种数与个体数。疑难种以甲醛固定后带回实验室进一步鉴定。其余活体标本释放至采集地。

1.2 局域栖息地因子的现场测度与支流空间位置的量化

每次采样时，现场测度 9 组局域栖息地因子。包括海拔（m）、水宽（m）、水深（m）、水温（℃）、电导率（ms/cm）、溶氧（1×10^{-6}）、流速（m/s）、底质粗糙度（substrate coarseness）及其异质性（substrate heterogeneity)，另以 GPS 测度海拔高度。沿每采样河段，取 5 个等距截面分别测量水宽，再于每截面取 5 个等距点并分别测量水深，于每个等距点的 60%水深处测量流速(便携式流速仪，FP111 美国）。使用便携式水文仪（JENCO6350，JENCO9010）现场测度水温、电导率及溶氧。参照 Bain et al（1999）的方法，根据底质结构直径大小以目测打分法估算底质类型(共 6 类，0：<0.06 mm；1：0.06~1 mm；2：2~5 mm；3：15~63 mm；4：64~256 mm；5：>256 mm)。沿采样点中间截面，将采样河段分为 10 等分对其底质打分，取 10 个数据的平均值为底质粗糙度，标准差为底质异质性。

各取样点的支流空间位置变量，除溪流级别（两个级别相同的溪流汇合后才引起级别上升）外，还使用了其他 3 个变量（Yan et al，2011），即：流量量级（link，特定该河段的上游全部不分支的河源支流数量之和）（Shreve，1966）、汇合量级（confluence link，C-link，特定河段的下游全部交汇点数量之和（Fairchild et al，1998）及下游量级（downstream link，D-link，特定河段的下游连接河段的流量量级）（Osborne & Wiley，1992）。

1.3 数据分析

根据特定物种出现频率和相对多度来确定该物种的常见性和优势度，其中，出现频率＝某物种的出现样点数/全部样点数，相对多度＝某物种的个体数/全部渔获物的个体数。

运用双因素方差分析（two-way ANOVA）检验溪流级别与季节对鱼类多样性的影响，包括物种数、个体数、密度（单位水域体积的鱼类个体数）和香农威纳指数等，运用逐步线性回归分析解析显著影响鱼类多样性的环境因子。为满足正态性和方差齐性，对全部变量数据进行 $\log_{10}(x+1)$ 转换。数据分析在 SPSS13.0 软件下完成，$P<0.05$ 为显著性水平。

基于 Bray-Curtis 相似性系数构建鱼类群落结构的相似性矩阵，运用双因素交叉相似性分析（two-way ANOSIM）检验溪流级别和季节对鱼类群落结构的影响，$P<0.05$ 为差异显著，R 代表鱼类群落的分离程度（$R>0.75$，群落完全分离；$0.5<R\leqslant0.75$，群落少量重叠但仍明显分离；$0.25<R\leqslant0.5$，群落存在明显重叠但仍部分分离；$R\leqslant0.25$，群落重叠明显几乎不可分）。运用非度量多维标度法（non-metric multidimensional scaling，

NMS）构建鱼类群落结构的二维双标图。运用相似性百分比分析（similarity percentages，SIMPER）分别检验维持群内相似性及维持群间不相似性的关键贡献物种。为减低极端数据的负面影响，全部数据 $\log_{10}(x+1)$ 转换后用于分析。数据分析在 PRIMER 5.0 软件下完成。

运用 BINMATNEST（binary matrix nestedness temperature calculator）软件，以“1”或“0”表示物种“出现”或“不出现”，将物种的“出现”格尽可能地排在矩阵的左上角，计算矩阵温度（matrix temperature，*T*），温度越低，嵌套程度越高，*T*=0 表示完全嵌套，*T*=100 表示完全随机。并使用 3 种零模型（null model）分别对输入矩阵进行显著性检验，$P<0.05$ 为显著性水平。

采用冗余分析（redundancy analysis，RDA）解析环境因子对鱼类群落结构的影响。采集样点数仅一或两个的物种不纳入分析，以降低稀有物种的负面权重。根据向前选择程序（forward selection procedure）确定最终被保留在 RDA 分析中的变量，即以手动选择（manual selection）计算每个变量的贡献率和显著性，并应用 Monte Carlo 置换检验，将显著性（$P<0.05$）变量选入模型。全部变量数据都进行 $\log_{10}(x+1)$ 转换，以降低极端数值的负面影响。数据统计在 CANOCO4.5 软件下完成。

2 结 果

2.1 鱼类物种组成概况

共采集鱼类标本 2 847 尾，计 29 种，隶属 4 目 10 科。其中鲤科鱼类 16 种，占全部物种数的 55.17%。总体上，宽鳍鱲、吻虾虎鱼和稀有花鳅三种鱼类的出现频率均>40%，且相对多度也最大（>10%），属常见种及优势种。泥鳅（*Misgurnus anguillicaudatus*）、尖头鱥、高体鳑鲏、原缨口鳅、刺鳅（*Mastacembelus aculeatus*）、光唇鱼（*Acrossocheilus fascitus*）、小鳈（*Sarcocheilichys parvus*）、似鮈（*Pseudogobio vaillanti*）、花斑副沙鳅（*Parabotia fasciata*）、切尾拟鲿（*Pseudobagrus truncatus*）、鲫（*Carassius auratus*）、黄鳝（*Monopoterus albus*）、马口鱼（*Opsarrichthys bidens*）、无须鱊（*Acheilongnathus gracilis*）、棒花鱼（*Abbottina rivularis*）和波纹鳜（*Siniperca undulata*）等 16 种鱼类的出现频率为 10%~40%，属偶见种。其中，尖头鱥、高体鳑鲏、似鮈、原缨口鳅、花斑副沙鳅、光唇鱼、泥鳅和无须鱊等 8 种的相对多度较高（1%<*P*<10%），另外 8 种的相对多度较低（0.2%<*P*<1%），其余 10 种的出现频率均<10%，属稀有种，且相对多度也极低。除沙塘鳢和长麦穗鱼外，均<0.2%。一级和二级溪流采集到的鱼类分别为 20 和 26 种，其中，17 种在两类溪流中均有分布；䱗（*Hemiculter leucisculus*）、福建小鳔鮈（*Microphysogobio fukiensis*）和黄颡鱼（*Pelteobagrus fulvidraco*）等三种鱼类仅在一级溪流中被采集到，而高体鳑鲏、异华鲮（*Parasinilabeo assimilis*）、长麦穗鱼（*Pseudorasbora elongata*）、小鳈、银鮈（*Squalidus argentatus*）、颌须鮈（*Gnathopogon taeniellus*）、花斑副沙鳅（*Parabotia fasciata*）、黄鳝和黄鲂等 9 种鱼类仅在二级溪流中分布；对同时出现于一级和二级溪流的 17 种鱼类，它们在两类溪流中的相对多度有所不同，如，尖头鱥在一级溪流中的多度更高，而无须鱊、似鮈、鲫、原缨口鳅等则在二级溪流中更多。此外，5 月和 10 月各采集鱼类 23 和 27 种，其中 21 种在两个季节均被采集到（表 1）。

2.2 鱼类多样性

运用双因素方差分析（two-way ANOVA）分别检验溪流级别和季节对鱼类物种数、个体数、密度和香农威纳指数的影响。结果显示，鱼类物种数在溪流级别间差异显著（$P<0.05$），其中二级溪流物种数[（6.15±3.34）种]显著高于一级溪流[（4.93±2.48）种]（$P<0.05$），但物种数的季节动态不显著（$P>0.05$）。鱼类密度 [5 月为（0.22±0.25）尾/m^3，10 月为（0.83±0.70）尾/m^3] 仅存在显著性季节动态（$P<0.05$），在溪流级别间无显著性差异（$P>0.05$）。鱼类个体数和香农威纳指数均同时存在显著的溪流级别间与季节间差异（$P<0.05$）。其中，二级溪流鱼类个体数[（144.66±120.87）尾]与香农威纳指数（0.19±0.11）均显著高于一级溪流[分别为（96.40±97.43）尾及（0.11±0.08）]，10 月份的个体数（159.03±135.04 尾）与香农威纳指数（0.18±0.11）均显著高于 5 月份（$P<0.05$）[分别为（75.67±54.06）尾及（0.11±0.08）]。此外，溪流级别与季节对鱼类物种数、个体数、密度和香农威纳指数均无显著交互影响（$P>0.05$）（表 2）。

运用逐步线性回归解析环境变量对鱼类物种数、个体数、密度和香农威纳指数的影响，结果显示，物种数与流量量级和底质异质度显著正相关

表 1 秋浦河源国家湿地公园一、二级溪流中鱼类的物种组成、出现频率与相对多度

Table 1 Species composition, frequency of occurrence and relative abundance of fish collected from first and second ordered streams within Qiupu Headwaters National Wetland Park

目/科/物种 Order/family/species	代码 Code	出现频率 （%） Frequency of occurrence					相对多度 （%） Relative abundance				
		一级 1st-order		二级 2nd-order		平均值 Means	一级 1st-order		二级 2nd-order		平均值 Means
		5 月 May	10 月 Oct	5 月 May	10 月 Oct		5 月 May	10 月 Oct	5 月 May	10 月 Oct	
鲤形目 Cypriniformes											
鲤科 Cyprinidae											
宽鳍鱲 *Zacco platypus*	ZAP	86.67	93.33	100.00	100.00	95.00	35.39	41.34	19.08	28.40	31.05
马口鱼 *Opsarrichthys bidens*	OPB	13.33	6.67	11.11	22.22	13.33	0.41	0.23	0.55	0.32	0.38
尖头鱥 *Phoxinus oxycephalus*	PHO	46.67	53.33	—	11.11	27.78	15.43	16.76	—	1.39	8.40
𩷕 *Hemiculter leucisculus*	HEL	—	6.67	—	—	1.67	—	0.23	—	—	0.06
无须鱊 *Acheilongnathus gracilis*	ACG	—	6.67	—	44.44	12.78	—	0.57	—	3.64	1.05
高体鳑鲏 *Rhodeus ocellatus*	RHB	—	—	44.44	66.67	27.78	—	—	2.94	12.75	3.92
光唇鱼 *Acrossocheilus fascitus*	ACF	6.67	13.33	22.22	33.33	18.89	0.82	1.70	2.57	1.50	1.65
异华鲮 *Parasinilabeo assimilis*	PAA	—	—	11.11	11.11	5.56	—	—	0.37	0.32	0.17
长麦穗鱼 *Pseudorasbora elongata*	PSE	—	—	11.11	22.22	8.33	—	—	0.73	0.96	0.42
小鳈 *Sarcocheilichys parvus*	SAP	—	—	22.22	44.44	16.67	—	—	0.37	1.50	0.47
银鮈 *Squalidus argentatus*	SQA	—	—	—	11.11	2.78	—	—	—	0.21	0.05
棒花鱼 *Abbottina rivularis*	ABR	—	13.33	—	33.33	11.67	—	0.34	—	0.43	0.19
福建小鳔鮈 *Microphysogobio fukiensis*	MIF	—	6.67	—	—	1.67	—	0.34	—	—	0.09
颌须鮈 *Gnathopogon taeniellus*	GNT	—	—	—	22.22	5.56	—	—	—	0.21	0.05
似鮈 *Pseudogobio vaillanti*	PSV	13.33	20.00	22.22	11.11	16.67	0.41	0.57	11.19	1.29	3.37
鲫 *Carassius auratus*	CAA	6.67	—	33.33	22.22	15.56	0.21	—	1.10	0.43	0.44
鳅科 Cobitidae											
花斑副沙鳅 *Parabotia fasciata*	PAF	—	—	44.44	22.22	16.67	—	—	7.89	1.61	2.38
稀有花鳅 *Cobitis rarus*	COR	46.67	60.00	66.67	88.89	65.56	18.93	18.69	17.06	24.54	19.81
泥鳅 *Misgurnus anguillicaudatus*	MIA	26.67	53.33	33.33	—	28.33	2.06	2.27	1.47	—	1.45
平鳍鳅科 Homalopteridae											
原缨口鳅 *Vanmanenia stenosoma*	VAS	—	13.33	33.33	55.56	25.56	—	1.81	6.24	3.32	2.84
鲇形目 Siluriformes											
鲿科 Bagridae											
黄颡鱼 *Pelteobagrus fulvidraco*	PEF	6.67	—	—	—	1.67	0.21	—	—	—	0.05
切尾拟鲿 *Pseudobagrus truncatus*	PST	20.00	13.33	22.22	11.11	16.67	1.65	0.45	0.92	0.11	0.78
钝头鮠科 Amblycipitidae											
司氏䱀 *Liobagrus styani*	LIS	6.67	6.67	11.11	—	6.11	0.21	0.11	0.18	—	0.13
合鳃鱼目 Synbranchiformes											
合鳃鱼科 Synbranchidae											
黄鳝 *Monopoterus albus*	MOA	—	—	44.44	11.11	13.89	—	—	1.10	0.11	0.30
鲈形目 Perciformes											
鮨科 Serranidae											
波纹鳜 *Siniperca undulata*	SIU	—	13.33	11.11	22.22	11.67	—	0.57	1.10	0.21	0.47
塘鳢科 Eleotridae											
沙塘鳢 *Odontobutis obscurus*	ODO	6.67	6.67	—	11.11	6.11	0.21	2.49	—	0.11	0.70
黄黝 *Hypseleotris swinhonis*	HYS	—	—	11.11	—	2.78	—	—	0.18	—	0.05
虾虎鱼科 Gobiidae											
吻虾虎鱼 *Ctenogobius* spp.	CTE	73.33	80.00	88.89	100.00	85.56	23.87	11.44	23.12	15.86	18.57
刺鳅科 Mastacembelidae											
刺鳅 *Mastacembelus aculeatus*	MAA	6.67	6.67	44.44	33.33	22.78	0.21	0.11	1.83	0.75	0.73

表 2 溪流级别与季节对鱼类多样性的影响——双因素方差分析

Table 2 Effects of stream orders and seasons on fish diversity based on Two-way ANOVA

鱼类多样性 Fish diversity	溪流级别 Stream order		季节 Season		溪流级别×季节 Order×Season	
	F	*P*	*F*	*P*	*F*	*P*
物种数 Species richness	16.17	**	2.21	ns	0.01	ns
个体数 Abundance	5.62	*	7.37	**	0.28	ns
密度 Density	1.39	ns	18.30	**	<0.01	ns
香农威纳指数 H-index	11.33	**	6.31	*	0.21	ns

**：P<0.01; *：P<0.05; ns：P>0.05。

（P<0.05）；个体数与水温、流量量级、底质粗糙度显著正相关（P<0.05）；密度与水深显著负相关（P<0.05），但与底质粗糙度显著正相关（P<0.05）；香农威纳指数与流量量级和水温显著正相关（P<0.05），但与水深显著负相关（P<0.05）（表 3）。

2.3 鱼类群落结构

基于矩阵温度分析检验鱼类群落的嵌套程度，结果显示，5 月和 10 月的矩阵温度 T 值分别为 10.44 和 11.55，3 种零模型均显示两个季度的鱼类群落均符合显著性嵌套格局（P<0.01）。

运用双因素交叉相似性分析（two-way crossed ANOSIM）检验溪流级别和季节对鱼类群落结构的影响，结果显示，鱼类群落结构在不同季节间几乎完全重叠，无显著差异（global R=−0.03，P>0.05），一、二级溪流间的群落结构存在明显重叠但仍差异显著（global R=0.19，P<0.01）。根据非度量多维标度排序（NMS），5 月和 10 月的鱼类群落相互重叠，一、二级溪流间存在一定重叠及部分分离（图 2）。

表 3 逐步线性回归解析环境变量对鱼类多样性的影响

Table 3 Stepwise linear regression analysis on the effect of environmental variables on fish diversity

鱼类多样性 Fish diversity	环境变量 Environmental variables	β	R^2	*t*	*P*
物种数 Species richness	流量量级 Link	0.60	0.28	4.89	<0.001
	底质异质度 Substrate heterogeneity	0.29	0.28	2.40	0.020
个体数 Abundance	水温 Water temperature	0.32	0.28	2.46	0.018
	流量量级 Link	0.31	0.28	2.35	0.023
	底质粗糙度 Substrate coarseness	0.27	0.28	2.11	0.040
密度 Density	水深 Water depth	−0.57	0.49	−5.37	<0.001
	底质粗糙度 Substrate coarseness	0.35	0.49	3.26	0.002
香农威纳指数 H-index	流量量级 Link	0.51	0.39	4.17	<0.001
	水深 Water depth	−0.31	0.39	−2.54	0.015
	水温 Water temperature	0.25	0.39	2.12	0.040

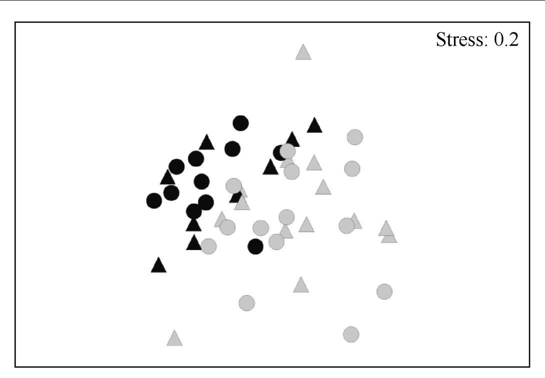


图 2 鱼类群落结构的空间变化（溪流级别）与季节动态−非度量多维标度排序

Figure 2 Spatial (across stream orders) and seasonal variations of fish assemblages based on non-metric multi-dimensional scaling

灰色：一级溪流；黑色：二级溪流；三角：5 月；圆圈：10 月。

Gray: first-streams; Black: second-streams; Circle: May; Triangle: October.

由于一、二级溪流间的鱼类群落结构存在显著差异，运用相似性百分比（SIMPER）分别解析维持一、二级溪流鱼类群落内相似性及不相似性的关键贡献物种。结果显示，一级溪流鱼类群落中的关键物种依次为宽鳍鱲、吻虾虎鱼、尖头鱥和稀有花鳅（累积贡献率>90%），二级溪流中的关键物种依次为宽鳍鱲、吻虾虎鱼、稀有花鳅、高体鳑鲏和原缨口鳅（表 4）。同时，这 6 种鱼类相对多度的空间变化是造成鱼类群落差异的重要贡献物种（每物种的贡献率均>5%，且累积贡献率~60%），其重要性由高至低依次为稀有花鳅、吻虾虎鱼、宽鳍鱲、尖头鱥、高体鳑鲏和原缨口鳅。其中，尖头鱥在一级溪流中具有更高的相对多度，其他 5 种鱼类均在二级溪流中具有更高的相对多度，而高体鳑鲏在一

级溪流中的相对多度极低（表 5）。

运用冗余分析（RDA）解析环境因素对鱼类群落结构的影响，结果显示，鱼类群落结构受两个局域栖息地变量（底质异质性、水深）与三个支流空间位置变量（溪流级别、流量量级及汇合量级）的显著影响（$P<0.05$）。溪流级别和流量量级主要与轴 1 正相关，水深、汇合量级、和底质异质性主要与轴 2 相关。其中，底质异质性与轴 2 负相关，而水深和汇合量级与轴 2 正相关。这 5 个环境变量共解释了全部物种变异的 29.1%（轴 1 和轴 2 分别解释了 17.8%和 5.3%）以及全部物种和环境变异的 96.4%（轴 1 和轴 2 分别解释了 58.8%和 17.6%）（表 6）。

表 4 维持一、二级溪流鱼类群落内相似性的重要物种及其贡献率

Table 4 Important species and their contributions to similarities of fish assemblages within first- and second-order streams based on SIMPER

物种 Species	平均多度 (%) Mean abundance		平均相似性 (%) Mean similarity		贡献率 (%) Contribution		累积贡献率 (%) Cumulative contributions	
	1 级	2 级	1 级	2 级	1 级	2 级	1 级	2 级
宽鳍鱲 *Z. platypus*	18.50	19.40	18.52	15.69	44.93	33.59	44.93	33.59
吻虾虎鱼 *Ctenogobius* spp.	6.50	15.45	10.44	14.61	25.34	31.28	70.26	64.87
尖头鱥 *P. oxycephalus*	7.96	—	5.55	—	13.46	—	83.72	—
稀有花鳅 *C. rarus*	7.96	17.80	4.26	8.80	10.33	18.84	94.05	83.71
高体鳑鲏 *R. ocellatus*	—	6.75	—	2.13	—	4.57	—	88.27
原缨口鳅 *V. stenosoma*	—	4.00	—	1.47	—	3.15	—	91.43

相似性百分比分析，依次列出累积贡献率达到 90%时的重要物种（Key species with their cumulative contributions >90% were shown in turn）。

表 5 维持一、二级溪流鱼类群落间不相似性的重要物种及其贡献率

Table 5 Important species and their contributions to dissimilarity of fish assemblages between first- and second-order streams based on SIMPER

物种 Species richness	平均多度 (%) Mean abundance		平均不相似性 (%) Mean dissimilarity	贡献率 (%) Contribution	累积贡献率 (%) Cumulative contributions
	1 级	2 级			
稀有花鳅 *C. rarus*	7.96	17.80	8.78	13.99	13.99
吻虾虎鱼 *Ctenogobius* spp.	6.50	15.45	7.39	11.78	25.77
宽鳍鱲 *Z. platypus*	18.50	19.40	7.18	11.45	37.23
尖头鱥 *P. oxycephalus*	7.96	0.65	5.76	9.18	46.40
高体鳑鲏 *R. ocellatus*	<0.01	6.75	4.66	7.43	53.83
原缨口鳅 *V. stenosoma*	0.04	4.00	3.74	5.96	59.79

相似性百分比分析，仅列出贡献率> 5%的关键物种（Key species with contribution > 5% were shown in turn）。

表 6 鱼类群落结构与环境变量的关系

Table 6 Redundancy analysis of the correlation between fish assemblage structures and environmental factors

统计学变量 Statistics	轴 1 Axis 1	轴 2 Axis 2	轴 3 Axis 3	轴 4 Axis 4
特征值 Eigenvalue	0.18	0.05	0.04	0.02
物种/环境相关性 Species-environment correlations	0.78	0.73	0.66	0.53
累积变异百分比 Cumulative percent variance				
物种 By species only	17.80	23.10	27.50	29.10
物种与环境 By species and environment	58.80	76.40	91.00	96.40
与轴间的相关性 Interset correlations with axes				
底质异质度 Substrate heterogeneity	−0.14	−0.43	0.38	−0.19
水深 Water depth	0.07	0.41	−0.04	0.17
溪流级别 Stream order	0.63	−0.16	−0.24	−0.02
流量量级 Link	0.68	−0.07	−0.08	0.22
汇合量级 C-link	0.31	0.35	0.14	−0.38

根据 RDA 双标图，沿着轴 1 从左至右的水平方向，溪流级别和流量量级逐渐增大，福建小鳔鮈、泥鳅和尖头鱥逐渐减少，但高体鳑鲏、小鳈、吻虾虎鱼、原缨口鳅、长麦穗鱼、花斑副沙鳅、刺鳅和光唇鱼等则逐渐增多。沿着轴 2 从下至上的垂直方向，水深和汇合量级逐渐增大但底质异质性逐渐减小，切尾拟鲿逐渐增多，司氏鲀、似鮈、沙塘鳢等鱼类逐渐减少（图 3）。

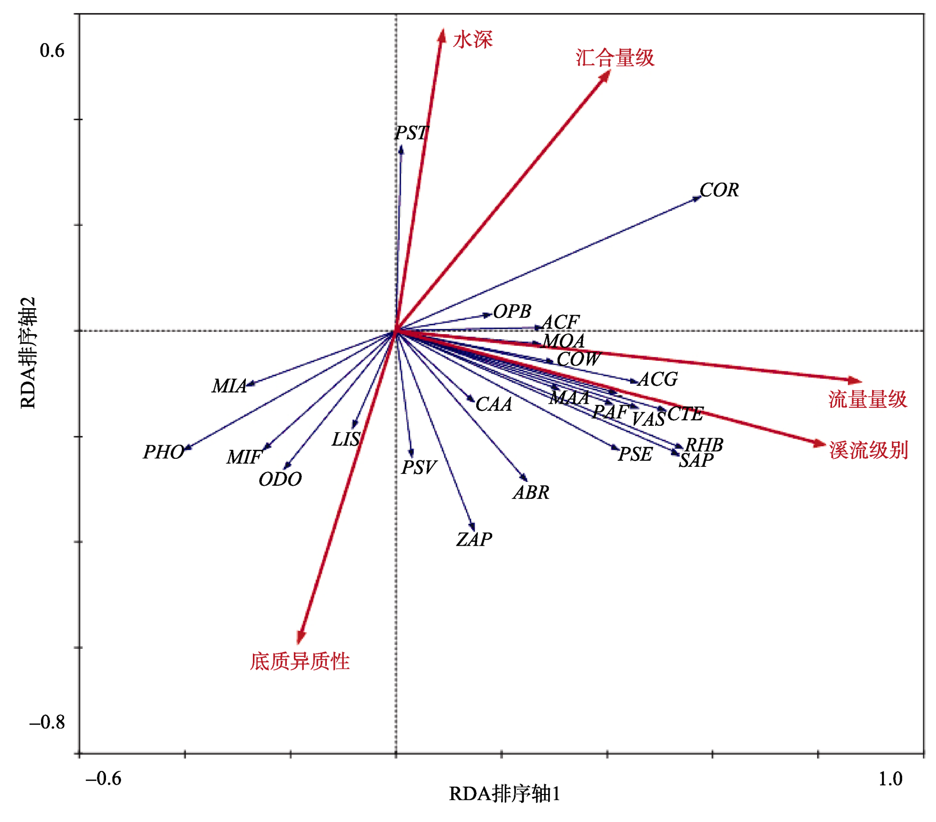


图 3　冗余分析所得鱼类群落结构与环境因素的关系图

Figure 3　Redundancy analysis for the correlations between fish assemblages and environmental factors

3　讨　论

3.1　鱼类多样性的空间变化

溪流生态系统中环境因子的空间变化具有连续性、等级性和异质性三重特点（Meador & Matthews，1992）。沿着从上游至下游的空间梯度，很多非生物因子和生物因子及其生态过程都呈现显著的空间变化，如溪流大小、栖息地多样性和复杂性、营养来源、生物种间作用等（Vannote et al，1980）。这些环境因素在不同的空间尺度上对局域鱼类群落具有“过滤”作用，由此影响溪流鱼类群落的空间分布（Oberdorff et al，1993；Allen et al，2006）。已有大量研究表明，避难所有效性（Abes & Agostinho，2001）、底质类型（Aadland，1993）、水深（Harvey & Stewart，1991）、流速（Magoulick，2004）、水温（Wang et al，2003）、植物碎屑（Gregory et al，1991）及栖息地稳定性（Kaufmann & Hughes，2006）等众多局域栖息地条件对溪流鱼类群落具重要影响。由于溪流大小变化能够反映溪流纵向梯度变化，并间接反映水温、水深、流速即底质等栖息地条件变化，因此，流域内的溪流大小是影响鱼类群落的主导因素（Matthews & Robison，1988）。Strahler（1957）首次定义了溪流级别（stream order）的概念并用其来反映溪流大小，Kuehne（1962）首次将这一概念引入到溪流鱼类生态学研究领域，此后，溪流级别被广泛用于描述溪流鱼类群落的空间变化规律（Matthews，1998）。多数研究表明，一般情况下，鱼类物种多样性随溪流级别增加而增多（Matthews，1986；Naiman et al，1987；Granados-Dieseldorff & Baltz，2008）。本研究发现，秋浦河源国家湿地公园二级溪流鱼类物种数、个体数和香农威纳指数均显著高于一级溪流，与上述结论一致；此外，鱼类密度在一、二级溪流间无显著差异。本文根据单位水域体积的鱼类个体数来计算密度，意

味着密度在一定程度上反映了单位溪流大小的鱼类多样性，那么鱼类密度在溪流级别间无显著差异这一结果有可能将进一步佐证鱼类个体数与溪流大小间的密切关系，亦与上述“鱼类多样性–溪流大小”关系并不矛盾。

本研究的鱼类多样性与环境变量的逐步线性回归结果表明，秋浦河源溪流鱼类多样性受局域栖息地条件和空间位置变量联合影响，物种数与流量量级、底质异质性正相关；个体数与水温、流量量级和底质粗糙度正相关；密度与底质粗糙度正相关，但与水深负相关；香农威纳指数与流量量级和水温正相关，但与水深负相关。由于流量量级为特定河段上游全部源头溪流总量，因此，流量量级大小直接反映溪流流量大小，间接反映溪流大小（Shreve，1966）。本研究结果中的流量量级与物种数、个体数和香农威纳指数间的正相关性，也再次证明了溪流大小对鱼类多样性的影响。沿着河源至河口的纵向梯度，海拔下降但水温上升（Vannote et al，1980），解释了本研究所显示的水温与鱼类个体数的正相关性。底质能够为溪流鱼类提供重要的栖身场所（Bain，1999），是反映溪流栖息地质量的重要指标之一。不同物种的栖息地选择可能存在差异，因此，底质的大小（粗糙度）与多样性（异质度）对溪流鱼类的物种组成及其多样性有着重要影响（Matthews，1998），这些均可解释本研究结果中的底质粗糙度与异质性与鱼类物种数、个体数及密度的关系。此外，本研究还显示鱼类密度和香农威纳指数与水深显著性负相关，考虑到水深一般与溪流大小的正相关性，该结果与“鱼类多样性–溪流大小”关系相悖，可能原因为：（1） 本研究的鱼类标本采集使用背式电鱼器在可涉水水域完成的，故对于个别样点的局部较深水域无法正常取样，（2）同浅水水域相比，较深水域中鱼类标本的采集效率相对较差，这些都可能导致本文研究结果存在偏差。

3.2　鱼类群落结构的空间变化

伴随溪流大小的变化，鱼类物种数逐渐增多，必然导致鱼类物种组成的变化。沿着溪流纵向梯度或溪流大小梯度的鱼类物种组成变化，可通过两种模式来实现，即“物种替代（species replacement）”和“物种递增（species addition）”（Matthews，1998）。若溪流纵向梯度自然环境突然变化，则该环境中断位点的上、下游鱼类物种组成可能截然不同，从而表现为物种替代模式。该模式下，物种组成的空间变化呈现为不同的群落区系（zonation）（Balon & Stewart，1983；Huet，1959；McGarvey & Hughes，2008; Rahel & Hubert，1991）。若环境变化具有连续性，则鱼类物种组成通过递增模式变化，即相对于上游河段而言，下游河段新增部分物种但不替代上游物种。该模式下，上游河段的鱼类群落相当于下游群落的一个嵌套子集（nested subset），从而呈现为群落嵌套（nestedness）格局（Sheldon，1968；Evans & Noble，1979；Schlosser，1987；Taylor & Warren，2001）。本研究的鱼类物种组成矩阵温度值及其零模型检验结果表明，秋浦河源溪流鱼类物种组成的空间变化基本符合群落嵌套格局，这可能与研究区域内自然环境呈连续性变化、无明显中断有关。本研究所得矩阵温度 T 不等于零（如 T 为零，则表明群落完全嵌套），可能意味着其鱼类物种组成的空间变化也存在一定的替代现象。以所采集的尖头鱥为例，该物种是一种冷水性分布的古北界物种，目前在长江流域的分布与最近的冰川事件有关（Yu et al，2013）。在秋浦河源溪流中，该物种仅见于海拔较高、水温较低的河段，在一定空间范围内，分布具有连续性，但当海拔低于一定阈值时，则不分布。因此，本研究结果表明，溪流鱼类物种组成通过替代或递增模式变化，不仅取决于特定区域内是否存在环境中断，还与该区域内的鱼类区系组成及生理耐受性有关。归根结底，溪流鱼类物种组成的两种空间变化模式，彼此并不冲突和矛盾，且两者的重要性可能依赖于特定研究所选择的空间尺度（Naimann et al，1988；Rahel & Hubert，1991；Roberts & Hitt，2010）。

此外，秋浦河源溪流鱼类群落结构在一、二级溪流间尽管存在明显重叠但仍差异显著，该差异主要由稀有花鳅、吻虾虎鱼、宽鳍鱲、尖头鱥、高体鳑鲏和原缨口鳅的相对多度的空间变化所引起的，其中，尖头鱥在一级溪流中具有更高的多度，而其他 5 种鱼类在二级溪流中的多度更高。溪流鱼类物种组成的空间变化与不同物种的栖息地选择密切联系（Southwood，1977）。对于上述 6 种鱼类而言，尖头鱥作为受最近一次冰川影响而在长江流域仍零星分布的一种孑遗种，在皖南山区（如青弋江河源）常栖息于海拔较高、水温较低的山涧溪流（Yan et al，2011；Zhu et al，2012），本研究的冗余分析结果也表明该物种多度与溪流大小（溪流级别和流

量量级）负相关。宽鳍鱲、吻虾虎鱼和原缨口鳅均属典型的急流性鱼类，对急流条件适应良好（如吻虾虎鱼的腹鳍特化为吸盘、原缨口鳅腹部平坦及宽鳍鱲尾柄细但尾鳍高等），而高体鳑鲏常栖息于水流较缓、水草较丰富的水域。冗余分析结果显示，秋浦河源溪流中宽鳍鱲多度变化与底质异质性正相关但与水深负相关，吻虾虎鱼、原缨口鳅和高体鳑鲏多度则主要与溪流大小正相关。总体上，秋浦河源溪流的鱼类群落结构受局域栖息地条件（异质性、水深）与支流空间位置（流量量级、溪流级别及汇合量级）的联合影响。该结果与 Osborne & Wiley（1992）、Grenouillet et al（2004）、Smith & Kraft（2005）及 Yan et al（2011）等的研究结果较为一致，进一步说明了栖息地理化因子与鱼类群落空间过程对局域鱼类群落结构都有着重要影响。

3.3 鱼类群落的季节动态

鱼类群落的季节动态受内源性和外源性因素联合影响（Belyea & Lancaster，1999）。就内源性因素而言，溪流鱼类自身的生活史事件（繁殖、洄游等）是引起鱼类种群和群落季节动态的首要原因，如繁殖活动可引起大量补充群体的增加、洄游鱼类的周期性栖息地转化可引起局域鱼类群落组成的变化等（Welcomme，1969）。就外源性因素而言，溪流中季节性的干旱和洪涝，可引起栖息地稳定性及其有效性的显著性季节动态，从而导致溪流鱼类群落的物种组成及数量的相应变化（Grossman et al，1982；Matthews，1986）。本研究发现，秋浦河源溪流鱼类物种数在 5 月及 10 月间无显著差异，但 10 月份的个体数、密度及香农威纳指数均显著高于 5 月，造成此现象的原因可能有两点。（1）补充群体。尽管有关本研究区域所在的秋浦河流域的鱼类繁殖生物学未见报道，但在同属皖南山区的青弋江流域，已有不少报道揭示很多溪流鱼类，如宽鳍鱲（Yan et al，2012）、光唇鱼（Yan et al，2009，2012b）、马口鱼（Sui et al，2012）及黑鳍鳈（Yan et al，2012a）等的繁殖活动完成于 4~8 月，因此，

可认为本研究所选择的 5 月和 10 月分别代表当地鱼类的繁殖期和非繁殖期。相对于 5 月而言，10 月有大量当年生补充群体加入，导致 10 月鱼类多样性显著上升。（2）越冬死亡。本研究区域地处我国亚热带季风气候区，冬季温度低且降雨量极小，这种极端环境条件会引起溪流鱼类大量死亡。以青弋江河源溪流为例，宽鳍鱲、光唇鱼等溪流鱼类的年龄结构简单，一般不超过 3 龄，主要由 1 龄当年生和 2 龄群体组成，高龄鱼在繁殖活动结束后或越冬季大量死亡（Yan et al，2009；Yan et al，2012）。相对 10 月而言，5 月由于鱼类在越冬时大量死亡，导致 5 月鱼类多样性显著下降。此外，群落相似性分析结果表明，鱼类群落结构在 5 月及 10 月间几乎完全重叠而无显著变化。10 月的鱼类个体数、密度和香农威纳指数均高于 5 月， 此外，本研究所捕获的 29 种鱼类都属于定居型物种，无洄游性或半洄游性物种。究其原因可能有二：其一，本研究所设置的样点均位于一、二级河源溪流，这些河源的栖息地条件（如落差大、水流急、水温低、营养贫乏等）可能不适合于一些洄游性物种的栖居；其二，在秋浦河干流的中游河段，已建有多个水电站，这些水坝直接阻断了鱼类的洄游通道，阻断了下游河段鱼类的上溯运动。因此，本研究区域内的鱼类多度尽管存在显著性的季节动态，但物种组成、物种数及群落结构却不会出现明显的季节变化。

参考文献：

Aadland LP. 1993. Stream habitat types: their fish assemblages and relationship to flow. *North American Journal of Fisheries Management,* **13**(4): 790-806.

Abes SS, Agostinho AA. 2001. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. *Hydrobiologia,* **445**（1-3): 217-227.

Allen SP, Gillooly JF, Savage VM, Brown JH. 2006. Kinetic effects of temperature on rates of genetic divergence and speciation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America,* **103**（24): 9130-9135.

Bain MB. 1999. Substrate // Bain MB, Stevenson NJ. Aquatic Habitat Assessment: Common Methods. Bethesda, MD: American Fisheries Society, 95-103.

Balon EK, Stewart DJ. 1983. Fish assemblages in a river with unusual gradient (Luongo, Africa-Zaire system), reflections on river zonation, and description of another new species. *Environmental Biology of Fishes,* **9**(3-4): 225-252.

Belyea LR, Lancaster J. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos,* **86**(3): 402-416.

Buisson L, Grenouillet G. 2009. Contrasted impacts of climate change on stream fish assemblages along an environmental gradient. *Diversity and Distributions,* **15**(4): 613-626.

Dauwalter DC, Splinter DK, Fisher WL, Marston RA. 2008. Biogeography, ecoregions, and geomorphology affect fish species composition in streams of eastern Oklahoma, USA. *Environmental Biology of Fishes,* **82**(3): 237-249.

Evans JW, Noble RL. 1979. The longitudinal distribution of fishes in an east Texas stream. *American Midland Naturalist,* **101**(2): 333-342.

Fairchild GW, Horwitz RJ, Nieman DA, Boyer MR, Knorr DF. 1998. Spatial variation and historical change in fish communities of the Schuylkill River Drainage, Southeast Pennsylvania. *American Midland Naturalist*, **139**(2): 282-295.

Fausch KD, Torgersen CE, Baxter CV, Li HW. 2002. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *Bioscience,* **52**(6): 483-498.

Gilliam JF, Fraser DF, Alkins-Koo M. 1993. Structure of a tropical stream fish community: a role for biotic interactions. *Ecology,* **74**(6): 1856-1870.

Gorman OT. 1986. Assemblage organization of stream fishes: the effect of rivers on adventitious streams. *The American Naturalist,* **128**(4): 611-616.

Gorman OT, Karr JR. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology,* **59**(3): 507-515.

Granados-Dieseldorff P, Baltz DM. 2008. Habitat use by nekton along a stream-order gradient in a Louisiana estuary. *Estuaries and Coasts,* **31**(3): 572-583.

Grant EHC, Lowe WH, Fagan WF. 2007. Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks. *Ecology Letters,* **10**(2): 165-175.

Gregory SV, Swanson FJ, McKee WA, Cummins KW. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience,* **41**(8): 540-551.

Grenouillet G, Pont D, Hérissé C. 2004. Within-basin fish assemblage structure: the relative influence of habitat versus stream spatial position on local species richness. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **61**(1): 93-102.

Grossman GD, Dowd JF, Crawford M. 1990. Assemblage stability in stream fishes: A review. *Environmental Management,* **14**(5): 661-671.

Grossman GD, Moyle PB, Whitaker Jr JR. 1982. Stochasticity in structural and functional characteristics of an Indiana stream fish assemblage: a test of community theory. *The American Naturalist,* **120**(4): 423-454.

Harvey BC, Stewart AJ. 1991. Fish size and habitat depth relationships in headwater streams. *Oecologia,* **87**(3): 336-342.

Huet, M. 1959. Profiles and biology of western European streams as related to fish management. *Transactions of the American Fisheries Society,* **88**(3): 155-163.

Kaufmann PR, Hughes RM. 2006. Geomorphology and anthropogenic influences on fish and amphibians in Pacific Northwest coastal streams. *American Fisheries Society Symposium,* **48**: 429-455.

Kuehne RA. 1962. A classification of streams, illustrated by fish distribution in an Eastern Kentucky creek. *Ecology,* **43**(4): 608-614.

Magoulick DD. 2004. Effects of predation risk on habitat selection by water column fish, benthic fish and crayfish in stream pools. *Hydrobiologia,* **527**(1): 209-221.

Matthews WJ. 1986. Fish faunal "breaks" and stream order in the eastern and central United States. *Environmental Biology of Fishes,* **17**(2): 81-92.

Matthews WJ. 1998. Patterns in Freshwater Fish Ecology. New York: Kluwer Academic Press.

Matthews WJ, Robison HW. 1988. The distribution of the fishes of Arkansas: a multivariate analysis. *Copiea,* **1988**(20): 358-374.

McGarvey DJ, Hughes RM. 2008. Longitudinal zonation of Pacific Northwest (USA) fish assemblages and the species-discharge relationship. *Copeia,* **2008**(2): 311-321.

Meador MR, Matthews WJ. 1992. Spatial and temporal patterns in fish assemblage structure of an intermittent Texas stream. *American Midland Naturalist,* **127**(1): 106-114.

Naiman RH, Decamps H, Pastor J, Johnston CA. 1988. The potential importance of boundaries of fluvial ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society,* **7**(4): 289-306.

Oberdorff T, Guilbert E, Lucchetta JC. 1993. Patterns of fish species richness in the Seine River basin, France. *Hydrobiologia,* **259**(3): 157-167.

Osborne LL, Wiley MJ. 1992. Influence of tributary spatial position on the structure of warmwater fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **49**(4): 671-681.

Power ME, Stout RJ, Cushing CE, Harper PP, Hauer FR, Matthews WJ, Moyle, Statzner B, Irene R, Badgen WD. 1988. Biotic and abiotic controls in river and stream communities. *Journal of the North American Benthological Society,* **7**(4): 456-479

Rahel FJ, Hubert WA. 1991. Fish assemblages and habitat gradients in a Rocky Mountain-Great Plains stream: biotic zonation and additive patterns of community change. *Transactions of the American Fisheries Society,* **120**(3): 319-332.

Robert JH, Hitt NP. 2010. Longitudinal structure in temperate stream fish communities: evaluating conceptual models with temporal data. *American Fisheries Society Symposium,* **73**: 281-299.

Schlosser IJ. 1987. A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams. *In*: Matthews WJ, Heins DC. Community and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes. Norman: Oklahoma University Press.

Schlosser IJ. 1990. Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fishes: Implications for environmental management and assessment. *Environmental Management,* **4**(5): 621-628.

Sheldon AL. 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology,* 49(2): 193-198.

Shreve RL. 1996. Statistical Law of Stream Numbers. *The Journal of Geology,* **74**(1): 17-37.

Smith TA, Kraft CE. 2005. Stream fish assemblages in relation to landscape position and local habitat variables. *Transactions of the American Fisheries Society,* **134**(2): 430-440.

Southwood TRE. 1977. Habitat, the template for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology,* **46**(2): 337-365.

Strahler AN. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions, American Geophysical Union,* **38**(6): 913-920.

Sui XY, Yan YY, Chen YF. 2012. Age, growth and reproduction of Opsariichthys bidens (Cyprinidae) from the Qingyi River at Huangshan Mountain, China. *Zoological Studies,* **51**(4): 476-483.

Taylor CM, Warren JR ML. 2001. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets.

Ecology, **82**(8): 2320-2330.

Vannote RL, Minshall GW, Cumins KW, Sedell JR, Cushing CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **37**(1): 130-137

Wang LZ, Lyons J, Rasmussen P, Seelbach P, Simon T, Wiley M, Kanehl P, Baker E, Niemela S, Stewart PM. 2003. Watershed, reach, and riparian influences on stream fish assemblages in the Northern Lakes and Forest Ecoregion, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **60**(5): 491-505.

Welcomme RL. 1969. The biology and ecology of the fishes of a small tropical stream. *Journal of Zoology,* **158**(4): 485-529.

Wiens JA. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology,* **47**(4): 501-515.

Yan YZ, Guo LL, Xiang XY, Xi YL, Chen YF. 2009. Breeding strategy of *Acrossocheilus fasciatus* in the Puxi Stream of the Huangshan Mountain. *Current Zoology,* **55**(5): 350-356.

Yan YZ, Xiang XY, Chu L, Zhan YJ, Fu CZ. 2011. Influences of local habitat and stream spatial position on fish assemblages in a dammed watershed, the Qingyi Stream, China. *Ecology of Freshwater Fish,* **20**(2): 199-208.

Yan YZ, Xu YS, Chu L, He S, Chen YF. 2012a. Age, growth and reproduction of *Sarcocheilichys nigripinnis* from the Qingyi Stream in the Huangshan Mountains. *Zoological Research,* **33**(3): 25-31.

Yan YZ, Zhu R, He S, Chu L, Liang YY, Chen YF. 2012b. Life-history strategies of *Acrossocheilus fasciatus* (Barbinae, Cyprinidae) in the Huishui Stream of the Qingyi watershed, China. *Ichthyological Research,* **59**(3): 202-211.

Yan YZ, Yan LL, Chu L, Liang YY, Chen YF, Zhang XM. 2012. Age, growth and reproduction of *Zacco platypus* in the Huishui Stream. *Acta Hydrobiologica Sinica,* **36**(3): 474-481. [严云志, 闫莉莉, 储玲, 梁阳阳, 陈毅峰, 章星明. 2012. 徽水河宽鳍鱲的年龄、生长和繁殖. 水生生物学报, **36**(3): 474-481.]

Yu D, Chen M, Zhou Z, Eric R, Tang Q, Liu H. 2013. Global climate change will severely decrease potential distribution of the East Asian coldwater fish *Rhynchocypris oxycephalus* (Actinopterygii, Cyprinidae). *Hydrobiologia,* **700**(1): 23-32.

Zhu R, Yan YZ, Sun JJ, Huang HL, Tan XL, Lin L. 2012. Feeding habits of fish assemblage in headwater streams of Chencun Reservoir in Huangshan Mountain. *Chinese Journal of Ecology,* **31**(2): 359-366. [朱仁, 严云志, 孙建建, 黄海玲, 谈小龙, 林璐. 2012. 黄山陈村水库河源溪流鱼类群落的食性. 生态学杂志, **31**(2): 359-366.]